

Effets de travaux de curage sur la faune benthique d'un cours d'eau d'une région agricole du Québec

The effects of ditching operations on the benthic fauna of a stream in an agricultural area of Quebec

P. P. Harper et L. Cloutier

Volume 4, numéro 2, 1991

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705094ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705094ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Harper, P. P. & Cloutier, L. (1991). Effets de travaux de curage sur la faune benthique d'un cours d'eau d'une région agricole du Québec. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 4(2), 143–168.
<https://doi.org/10.7202/705094ar>

Résumé de l'article

Une étude quantitative et qualitative du benthos du Ruisseau des Angers (Comté de Montcalm, Québec), un bassin à vocation agricole, réalisée de 1986 à 1988, a permis d'évaluer les effets d'un curage effectué en 1987.

L'échantillonnage couvrait les zones d'amont destinées être curées, ainsi que des sites en aval des travaux et des sites témoins. Les cours d'eau y sont enrichis, principalement en azote, et le benthos s'avère dominé par les Oligochètes Tubificidae. Mémo la station-témoin, située dans une zone plus boisée, contient une faune appauvrie, bien que plus diversifiée, dominée par les Diptères Chironomidae, les Mollusques Sphaeriidae, les Coléoptères Elmidae et les Mégaloptères Sialidae, groupes résistants à la pollution. Le curage a éliminé les accumulations de boues organiques, ainsi que les plantes aquatiques qui les retenaient, et favorisé la colonisation du milieu par les Diptères Chironomidae. Cependant, dès l'automne suivant (1988), l'envasement avait repris et les Tubificidae avaient recouvré leur position de dominance, particulièrement dans les stations d'amont, sans toutefois atteindre les densités de 1986. Les bénéfices du curage sur le benthos ont été de faible importance et de courte durée, dans la mesure où l'envasement et la pollution organique maintiennent des conditions de dégradation en absence de mesures efficaces de contrôle de l'érosion. L'utilisation de plusieurs indices biotiques pour décrire l'état des cours d'eau illustre la difficulté de leur application à des cours d'eau de plaine.

Effets de travaux de curage sur la faune benthique d'un cours d'eau d'une région agricole du Québec

The effects of ditching operations
on the benthic fauna of a stream
in an agricultural area of Quebec

P.P. HARPER¹, L. CLOUTIER¹

Reçu le 15 juillet 1989, accepté pour publication le 19 septembre 1990*.

RÉSUMÉ

Une étude quantitative et qualitative du benthos du Ruisseau des Angers (Comté de Montcalm, Québec), un bassin à vocation agricole, réalisée de 1986 à 1988, a permis d'évaluer les effets d'un curage effectué en 1987.

L'échantillonnage couvrait les zones d'amont destinées être curées, ainsi que des sites en aval des travaux et des sites témoins. Les cours d'eau y sont enrichis, principalement en azote, et le benthos s'avère dominé par les Oligochètes Tubificidae. Même la station-témoine, située dans une zone plus boisée, contient une faune appauvrie, bien que plus diversifiée, dominée par les Diptères Chironomidae, les Mollusques Sphaeriidae, les Coléoptères Elmidae et les Mégaloptères Sialidae, groupes résistants à la pollution. Le curage a éliminé les accumulations de boues organiques, ainsi que les plantes aquatiques qui les retenaient, et favorisé la colonisation du milieu par les Diptères Chironomidae. Cependant, dès l'automne suivant (1988), l'envasement avait repris et les Tubificidae avaient recouvré leur position de dominance, particulièrement dans les stations d'amont, sans toutefois atteindre les densités de 1986. Les bénéfices du curage sur le benthos ont été de faible importance et de courte durée, dans la mesure où l'envasement et la pollution organique maintiennent des conditions de dégradation en absence de mesures efficaces de contrôle de l'érosion. L'utilisation de plusieurs indices biotiques pour décrire l'état des cours d'eau illustre la difficulté de leur application à des cours d'eau de plaine.

Mots clés : *benthos, curage, ruisseaux, agriculture, indices biologiques.*

SUMMARY

A quantitative and qualitative study of the benthos of Ruisseau des Angers (Montcalm County, Quebec), in an agricultural area, in 1986 to 1988 was undertaken to evaluate the effects of ditching operations in 1987.

1. Département de Sciences biologiques, Université de Montréal, C.P. 6128, Succursale « A », Montréal, Québec, Canada, H3C 3J7.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 décembre 1991.

Sampling included upstream zones where the ditching occurred, downstream stations, and control areas. All streams were enriched, particularly in nitrogen, and their benthic fauna was dominated by Tubificidae (Oligochaeta). Even the control area had a reduced fauna dominated by Chironomidae (Diptera), Sphaeriidae (Mollusca), Elmidae (Coleoptera) and Sialidae (Megaloptera), all resistant to pollution. The ditching operations eliminated the accumulated mud and destroyed the vegetation which choked the streams. This allowed a colonization by Chironomidae. However, by the fall of 1988 much silting had occurred and the Tubificidae reestablished, though not in the high densities of 1986. Any improvement of the benthic fauna was marginal and shortlived, as silting and organic pollution restored the degraded conditions in the absence of erosion control. The use of several biotic indices to assess stream conditions showed that these are often unsatisfactory in lowland streams.

Key-words : *benthos, ditching, streams, agriculture, biological indices.*

1 - INTRODUCTION

Les cours d'eau des régions agricoles sont souvent dégradés (RAMADE *et al.*, 1984) et la pollution y est causée presque entièrement par l'agriculture, principalement par l'utilisation des fertilisants (HILL, 1981) et des pesticides (MENZEL, 1983), l'érosion des sols (ALABASTER, 1972 ; MURPHY *et al.*, 1981) et les aménagements hydro-agricoles (ELSER, 1968), ainsi que par une synergie entre tous ces facteurs.

Le curage et le redressement des cours d'eau pour l'amélioration du drainage sont les aménagements les plus courants au Québec (ST-YVES, 1983) ; cependant, les effets de ces travaux sur la faune aquatique n'ont que rarement été évalués et jusqu'à récemment peu de mesures visant à atténuer ces effets ont été réalisées.

La présente étude décrit l'évolution de 1986 à 1988 de la faune benthique d'un petit cours d'eau agricole avant, pendant et après une opération de curage effectuée en 1987.

2 - SITES ETUDIÉS

Le travail a été réalisé sur le Ruisseau des Anges (74-09'-74-12' W ; 45-47'-45-50' N), un tributaire de la rivière de l'Achigan, dans le bassin hydrographique de la Rivière l'Assomption, un des affluents du St-Laurent (*fig. 1*) au Québec. Le bassin versant couvre 3 180 ha, dont les deux-tiers (2 200 ha) sont voués à l'agriculture, en particulier la culture du maïs (700 ha), l'horticulture (460 ha) et les pâturages (460 ha) ; le reste (970 ha) demeure boisé. Dans la zone immédiate de l'étude, le déboisement est presque total.

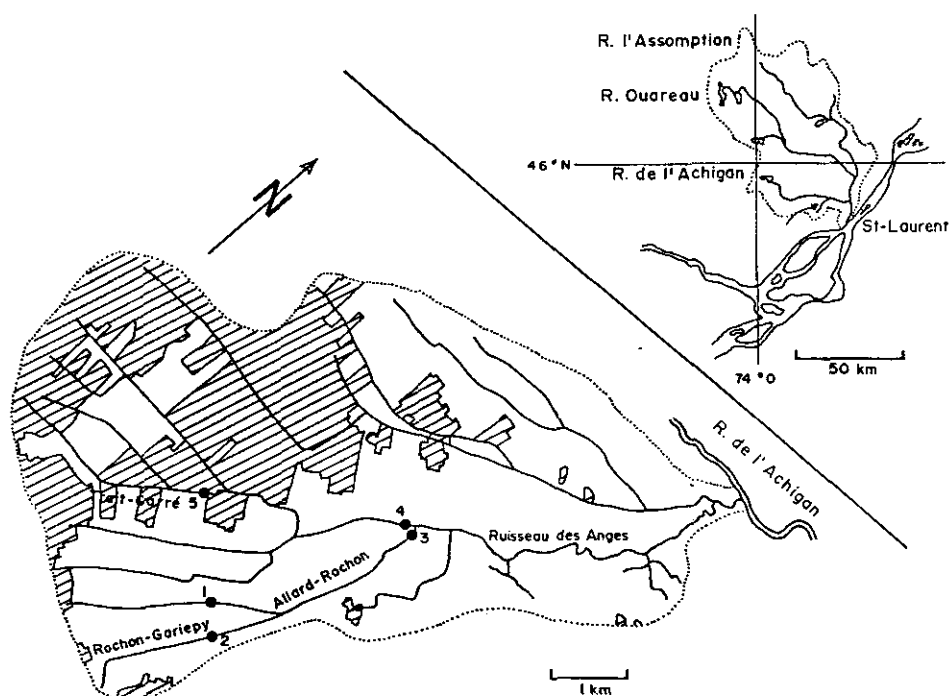


Figure 1 Carte du bassin versant du Ruisseau des Anges indiquant la position des cinq points d'échantillonnage. Les travaux de curage se sont étendus sur tout le cours des ruisseaux Allard-Rochon et Rochon-Gariépy jusqu'au niveau de la station # 3. Les zones hachurées représentent les surfaces boisées. Le médaillon montre la position du ruisseau dans le bassin de la Rivière l'Assomption.

Map of drainage basin of Ruisseau des Anges and position of sampling stations. The ditching operations extended over both Allard-Rochon and Rochon-Gariépy downstream to station # 3. The stippled zones are wooded. The inset shows the position of the stream in the basin of River l'Assomption.

Les dépôts meubles sont composés surtout d'argiles interstratifiées. Presque tout le réseau a été soumis à des travaux de rectification ou de curage dans un passé récent et aucune section de cours d'eau ne peut être considérée comme naturelle.

Le réseau est affecté par une pollution agricole importante, mais diffuse (GANGBOZO et BLAIS, 1987). Les concentrations de nitrates (0,1–9,8 mg/l), d'azote ammoniacal (0,02–1,1 mg/l), de phosphore total (0,06–0,5 mg/l) et de potassium (3,4–9,1 mg/l) ainsi que les quantités de coliformes (490–7 100/ml) se révèlent très élevées. Les matières en suspension (12–60 mg/l) s'avèrent suffisamment abondantes pour affecter les peuplements de poissons

(ALABASTER, 1972). Les concentrations en sels dissous augmentent considérablement pendant les périodes de précipitations ainsi qu'à la suite d'épandages de lisier de porc sur les champs. En revanche, la demande biologique en oxygène (2–7 mg/l) est relativement faible et les concentrations d'oxygène dissous (5,8–13,5 mg/l) restent élevées. Selon GANGBAZO et BLAIS (1987), ce phénomène s'expliquerait par une sédimentation rapide de la matière organique dans le fond des ruisseaux.

Les peuplements de poissons sont représentés principalement par les Epinoches à cinq épines (*Culaea inconstans*), les Meuniers noirs (*Catostomus commersoni*), les Têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) et les Raseux de terre (*Etheostoma* sp.) (J. DUBE, comm. pers.).

Cinq sites d'échantillonnages ont été retenus (fig. 1). Deux stations sont situées dans les sections soumises au curage, les cours d'eau Allard-Rochon (site # 1) et Rochon-Gariépy (site # 2). La section aval du Ruisseau Allard-Rochon (site # 3) a également été échantillonnée dans la zone qui marque la fin des travaux ; après le dragage, on a distingué une partie draguée (# 3a) et une partie en aval du creusage (# 3b). Une station a été établie dans le cours principal du Ruisseau des Angers (site # 4), en amont du point de confluence avec le cours d'eau Allard-Rochon, pour servir de premier témoin. Enfin, une seconde station-témoin (site # 5) a été choisie sur le cours d'eau Trait-Carré dans une zone plus boisée.

Au site # 1, le substrat est constitué de limon et de vase sur un fond d'argile et la profondeur de 10 cm. Les *Typha* spp., entremêlés de *Lemna minor* et d'algues filamenteuses, avaient envahi le substrat et le courant était très faible. C'est en 1982 que cette section a été creusée pour la dernière fois.

Le site # 2 ressemble au premier, mais le débit est plus faible. Le dernier curage de cette section remonte aussi à 1982.

Le site # 3 présente un substrat plus dur formé de gravier et d'argile. La profondeur de l'eau reste faible (10–15 cm) et le courant varie avec l'irrégularité du substrat.

Le site témoin # 4 présente un débit plus important. Le courant y est rapide et la profondeur atteint 45 à 60 cm. Le substrat est sablonneux, avec du limon près des berges. Des travaux de curage ont eu lieu en 1984.

Le site témoin # 5 est constitué d'un substrat de sable et de limon entremêlé de feuilles et de branches. Le courant est moyen et la profondeur atteint environ 10 cm. La végétation clairsemée se compose surtout de *Sparganium* spp. Le ruisseau est bordé d'une ceinture d'arbustes. Il a été creusé en 1980.

A la suite des travaux de curage, la végétation aquatique, le limon et la vase ont été éliminés des sites # 1 et # 2. La végétation commençait à se rétablir à l'automne 1988 et le limon s'accumulait à nouveau.

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau en 1987 (ministère de l'Environnement, données non publiées) n'accusaient pas de changements importants à la suite du curage. En 1988, seules les concentrations de nitrates (16,5–21 mg/l) se révélaient particulièrement élevées. Le pH était de 8,2, la conductivité atteignait 720–777 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et l'alcalinité 243–289 mg/l de CaCO_3 .

3 - MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'échantillonnage de la faune benthique a été effectué en automne, l'une des périodes préconisées par HILSENHOFF (1988a). Dans chacune des cinq stations, 3 à 5 points ont été choisis au hasard. La surface a été délimitée au moyen d'un cylindre de Wilding (MERRITT et CUMMINS, 1984) de 15,2 cm de diamètre (182 cm^2 de surface interne) enfoncé dans le substrat à une profondeur d'environ 15 cm. Une pompe manuelle permettait d'aspirer le substrat (fig. 2), qui était recueilli dans un filet fin ($250 \mu\text{m}$ d'ouverture de maille). Le 10 octobre 1986, une première campagne d'échantillonnage des 5 sites a été effectuée. Au début d'août 1987, on a réalisé le curage des ruisseaux, y compris l'aménagement des berges (réduction de la pente et ensemencement des talus) et l'empierrement des zones sujettes à l'érosion. Les cours d'eau Rochon-Gariépy et Allard-Rochon (sites # 1 et # 2) ont été creusés sur tout leur parcours jusqu'au niveau du site # 3. Les seconde et troisième campagnes d'échantillonnage ont eu lieu le 27 octobre 1987 et le 16 octobre 1988.

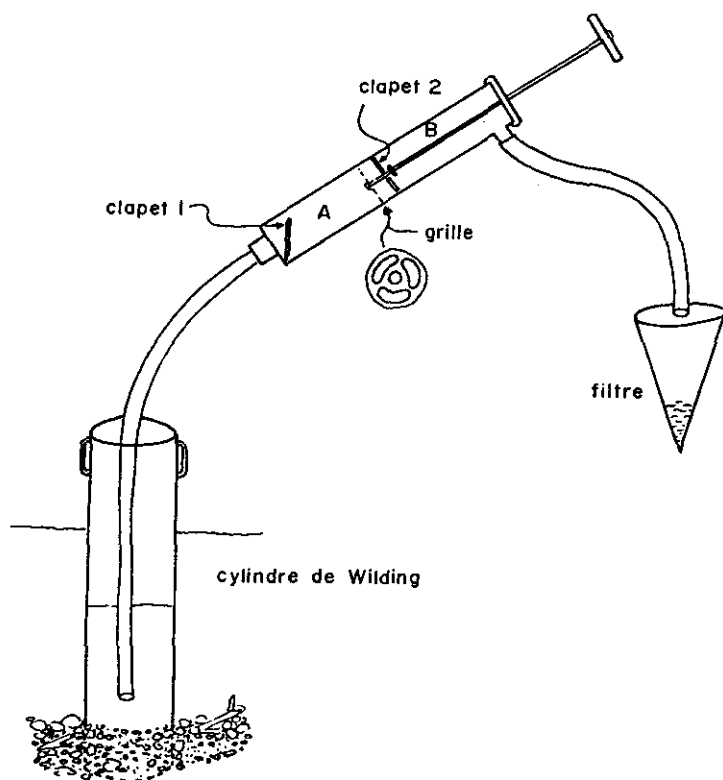


Figure 2 Fonctionnement du cylindre de Wilding et de la pompe aspirante-foulante. Le substrat est recueilli dans un filet de $250 \mu\text{m}$ de maille. La surface échantillonnée est de $0,0182 \text{ m}^2$.

Use of the Wilding sampler and the bilge pump. The collecting net has a mesh of $250 \mu\text{m}$. The sampling surface is $0,0182 \text{ m}^2$.

Chaque prélèvement a été identifié par un code de trois chiffres, le premier représentant l'année (6, 7 ou 8), le second le site (1... 5) et le troisième le numéro du prélèvement (1... 5); ainsi, le prélèvement 842 est le deuxième prélèvement récolté au site 4 en 1988. Au site # 3, les lettres a et b distinguent les prélèvements d'amont dans la zone creusée (# 3a) de ceux de l'aval dans la zone non creusée (# 3b). L'analyse a porté sur 61 prélèvements quantitatifs, soit 16 récoltés en 1986, 23 en 1987 et 22 en 1988. Trente-quatre prélèvements provenaient de la zone curée (# 1, 2 et 3a), huit de la zone en aval des travaux (# 3b) et 19 des deux zones témoins (# 4 et 5).

Les larves d'insectes, les mollusques et les crustacés ont été identifiés au genre et les Oligochètes (adultes) à l'espèce. Les tableaux 1 et 4 ne contiennent que les taxons dominants, les autres taxons sont énumérés à l'appendice.

Chaque prélèvement a été caractérisé par les indices suivants :

- L'indice de diversité de Shannon-Weaver (SCHERRER, 1984) défini comme :

$$H' = - \sum [(n_i / N) \log_2 (n_i / N)] \quad (1)$$

où n_i = nombre d'individus du taxon i et N = nombre total d'individus dans le prélèvement.

- L'« équitabilité » (LLOYD et GHELARDI, 1964), le rapport entre la diversité dans l'échantillon et la diversité maximale que l'on pourrait obtenir, étant donné le même nombre d'espèces et la même densité totale. Elle se définit :

$$J = H' / \log_2 S \quad (2)$$

où H' est la valeur de l'indice de diversité calculé sur l'échantillon et S le nombre de taxons dans l'échantillon.

- La dominance, mesure de la répartition des individus dans un petit nombre d'espèces. L'indice de SIMPSON (1949) se calcule :

$$\mu = \sum p_i^2 \quad (3)$$

où p_i est la fréquence de chacun des taxons i , soit le nombre d'individus dans ce taxon divisé par le nombre total d'individus de tous les taxons.

- L'indice biologique, créé par CHUTTER (1972) et adapté par HILSENHOFF (1977, 1982, 1987). A chaque taxon d'insecte ou de crustacé, une valeur de tolérance à la pollution de 0 à 10 (0 à 5 dans HILSENHOFF, 1977, 1982) est attribuée. L'indice est le score moyen des individus et il varie de 0 (milieu très propre) à 10 (milieu très pollué). Il se calcule à partir de la formule :

$$I.B. = [\sum (n_i \cdot a_i)] / N \quad (4)$$

où n_i = nombre d'individus de chaque taxon i , a_i = valeur de tolérance assignée au taxon i , et N = nombre total d'individus dans l'échantillon. (HILSENHOFF, 1988b) a aussi développé une version simplifiée de cet indice dans lequel l'identification n'est faite qu'à la famille.

- L'indice biotique et l'indice biologique global de Verneaux dérivés de celui de WOODIWISS (1964). Le premier, mis au point par VERNEAUX et TUFFERY (1967), a été remanié par VERNEAUX (1983) en un « Indice biologique global ».

– Des indices « Oligochètes », créés pour être utilisés dans les cours d'eau lents de plaine. Parmi ceux-ci, on utilisera le « pourcentage d'Oligochètes *Tubificidae* » dans le benthos (GOODNIGHT et WHITLEY, 1961), le « pourcentage de *Tubificidae* dans l'ensemble des Oligochètes » (PARELE et ASTAPENOK, 1975), ainsi que le « pourcentage d'Oligochètes sans soies capillaires », c'est-à-dire principalement des *Limnodrilus*, dont la présence constitue un diagnostic de la pollution (GROSS, 1976 ; GIANI, 1984 ; LAFONT, 1984, 1985).

Les 61 prélèvements ont été aussi soumis à une analyse de similarité basée sur le coefficient de Steinhaus dont la formule est :

$$S = 2 W / (A + B) \quad (5)$$

où *W* est « la somme du minimum d'abondance de toutes les espèces, ce minimum étant défini comme l'abondance de chaque espèce pour celui des deux échantillons où elle est le plus rare ; *A* et *B* sont... le nombre total de spécimens de chaque échantillon » (LEGENBRE et LEGENBRE, 1979).

Les matrices de similarité ont servi à faire des groupements agglomératifs à liens intermédiaires (niveaux de 50 % et de 80 %) représentés par un dendrogramme (fig. 3). Une analyse en coordonnées principales a permis l'élaboration d'ordinations en espace réduit (fig. 4 et 5). Les méthodes d'analyse ont été tirées de LEGENBRE et LEGENBRE (1979) et elles ont été réalisées à l'aide du Progiciel R (VAUDOR, 1984) sur l'ordinateur CDC-Cyber de l'Université de Montréal.

4 - RÉSULTATS

4.1 La faune benthique à l'automne 1986

79 taxons ont été recensés (tableaux 1 et 2), 58 % des taxons appartiennent aux Insectes, en particulier des Diptères (Chironomidae), représentés par 31 genres. Il y a, de plus, une quinzaine de taxons d'Oligochètes. Les Mollusques sont peu diversifiés. Le nombre de taxons est faible dans les deux stations expérimentales d'amont (# 1 et 2), ainsi que dans le cours principal (# 4). La richesse taxonomique est maximale au site # 3.

Les densités varient également ; elles sont très importantes dans le site # 1 (au-delà de 100 000/m²) et moyennes dans les autres sites (10 000–35 000). Les sites # 3 et # 5 présentent de fortes proportions d'Insectes, mais ailleurs ce sont les Oligochètes qui dominent.

4.2 La faune benthique à l'automne 1987

La situation en octobre 1987, deux mois après le curage, diffère considérablement de celle de l'année précédente. Le nombre de taxons a augmenté (95), à la suite d'un accroissement de la richesse taxonomique des Insectes dans tous les sites, excepté le # 3.

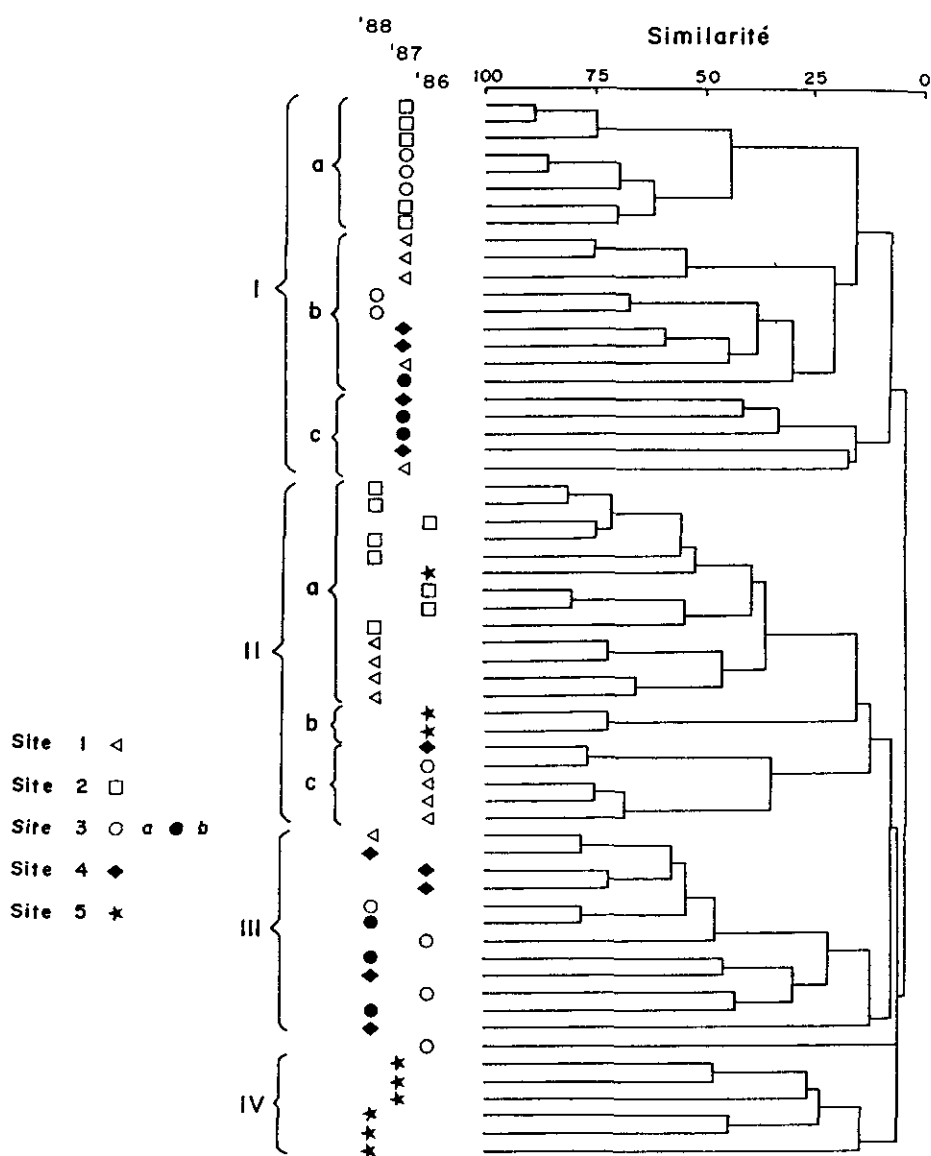


Figure 3 Dendrogramme illustrant la similarité entre les 61 prélèvements recueillis de 1986 à 1988. Les prélèvements provenant de sites soumis aux travaux de curage sont représentés par des symboles clairs, les autres par des symboles foncés. Les groupements sont identifiés par des chiffres romains.

Dendrogram based on the similarity between the 61 samples collected in 1986-1988. The samples from ditched zones are represented by open symbols, the others by dark symbols. The groups are identified by Roman numerals.

Les densités, au contraire, ont subi une chute spectaculaire à la station # 1. Dans les autres sites curés, elles se sont maintenues (# 2) ou ont augmenté légèrement (# 3). Il y a aussi une certaine diminution de la faune benthique dans tous les sites non dragués par rapport à l'automne précédent ; ce déclin est cependant moins marqué dans la station-témoin # 5. Le changement le plus remarquable est la chute de l'importance relative des Oligochètes dans les sites # 1-4.

Dans les trois sites affectés par le curage, il y a un remplacement des Oligochètes par les *Chironomidae*, et, au site # 1, il y a en plus un accroissement du nombre de Mollusques. Le site # 3, juste en aval des travaux, accuse un déclin des populations d'Oligochètes, et dans une moindre mesure, des Insectes. Pour des raisons inconnues, la station-témoin (# 4) du cours principal a aussi subi ce déclin. La station-témoin # 5 s'est maintenue d'une manière plus stable que les autres.

4.3 La faune benthique à l'automne 1988

Quatorze mois après les travaux, il y a un retour aux conditions d'origine. Le nombre de taxons reste élevé (88), on note toutefois une recrudescence des Oligochètes et un déclin des Insectes. Les stations d'amont (# 1 et 2) et le témoin du cours principal (# 4) sont toujours les sites les plus pauvres en taxons. Notons cependant que la zone creusée du site # 3 connaît une augmentation du nombre de taxons, due à la présence de *Chironomidae* (*Chironomini*). La station-témoin # 5 montre peu de changements.

Les densités se stabilisent autour de 10 000-15 000/m² avec une nette dominance des Oligochètes. Les stations-témoins # 4 et 5 ont subi une évolution moins importante.

Les deux sites expérimentaux d'amont (# 1 et 2) sont revenus jusqu'à un certain point à leur condition initiale (dominance des Oligochètes), sans toutefois retrouver les densités d'origine. La station # 3 d'aval a gardé des populations de *Chironomidae* importantes, mais moins abondantes que celles de l'année précédente.

4.4 Evolution des indices synthétiques (tableau 3)

En 1986, l'indice de diversité était faible (1,9) aux deux stations d'amont (# 1 et 2) ; il a augmenté légèrement en 1987 en # 1 ; en 1988, les valeurs ont diminué dans les deux sites. Dans le site # 3, la diversité (2,8) était moyenne en 1986 ; elle a décliné considérablement après le curage dans la section 3a (1,5) et a augmenté légèrement en 1988 (2,3) ; dans la zone non draguée (# 3b), en revanche, la diversité est restée semblable au cours des trois années (2,8 ; 3,2 ; 2,9). Dans la station-témoin # 4, la diversité était basse la première année (1,4) et est demeurée par la suite (3,0 et 2,6). En # 5, la diversité s'est maintenue élevée (2,7 ; 3,5 et 3,0).

Tableau 1 Densités moyennes (N/M²) des divers groupes d'invertébrés dans les stations d'échantillonnage (1986-1988).

Station	1			2			3
	86	87	88	86	87	88	86
OLIGOCHETES	100 586	5 627	13 692	21 868	3 956	15 055	17 596
Limnodrilus spp.	36 337	1 022	2 699	3 315	198	1 934	12 816
Tubifex tubifex	60 751	4 275	10 857	17 692	3 703	11 549	1 868
AUTRES VERS	26 007	11	55	6 520	407	121	1 415
Nematodes	25 934	11	55	6 099	407	99	1 016
CRUSTACES	-	-	-	18	-	-	1 896
MOLLUSQUES	201	4 275	308	1 575	187	1 066	275
Sphaeriidae	-	22	-	1 154	143	418	275
Planorbidae	37	275	99	37	-	209	-
Lymnaeidae	-	1 154	154	73	33	319	-
Physa	110	2 824	44	55	11	121	-
HYDRACARIENS	-	11	-	37	-	-	14
	126 794	9 934	14 055	30 018	4 550	16 242	21 196
CHIRONOMIDES	659	2 945	253	366	27 385	242	8 516
Cladotanytarsus	-	-	-	-	-	-	-
Micropsectra	385	-	-	110	-	-	1 497
Paratanytarsus	18	-	-	-	-	-	302
Chironomus	-	2 681	121	-	21 407	-	343
Thienemanniomyia gr.	-	-	44	110	-	110	508
Cricotopus	-	22	11	-	5 341	-	1 003
AUTRES DIPTERES	73	451	604	92	286	307	14
Ceratopogonidae	5	253	11	92	275	187	-
AUTRES INSECTES	19	220	286	73	44	55	220
	751	3 616	1 143	531	27 714	604	8 750
TOTAL	127 545	13 550	15 198	30 549	32 264	16 846	29 946
	±	±	±	±	±	±	±
	46 173	7 808	6 338	13 447	20 912	4 540	18 598

Tableau 2 Nombre de taxons dans chacun des groupes récoltés à chacune des stations (1986-1988).

Station	1			2			3	3a	
	86	87	88	86	87	88	86	87	88
VERS	10	8	8	8	7	13	16	9	9
CRUSTACES	-	-	-	1	-	-	1	-	1
MOLLUSQUES	3	5	4	6	3	4	1	1	4
HYDRACARIENS	-	1	-	1	-	-	1	-	1
(SOMME PARTIELLE)	(13)	(14)	(12)	(16)	(10)	(17)	(19)	(10)	(15)
DIPTERES	11	15	10	9	16	11	23	16	25
AUTRES INSECTES	2	9	3	3	4	2	6	3	3
(TOTAL DES INSECTES)	(13)	(24)	(13)	(12)	(20)	(13)	(29)	(19)	(28)
TOTAL	26	38	25	28	30	30	48	29	43
DIPTERES									
Tanytarsinae	0	3	1	1	1	2	1	5	4
Tanytarsini	3	-	0	1	4	0	3	2	3
Chironomini	1	4	4	0	6	1	9	4	11
Orthocladinae	5	2	2	5	3	3	9	3	3
Autres diptères	2	6	3	2	2	5	1	2	4

Table 1 Mean densities of major invertebrate groups in the sampling stations (1986-1988).

3a		3b		4			5		
87	88	87	88	86	87	88	86	87	88
4 945	5 806	2 070	8 004	19 744	1 841	4 872	10 220	5 696	2 070
1 575	5 586	1 099	5 037	18 626	948	3 828	3 352	73	751
1 410	73	604	1 392	843	604	147	5 330	2 326	806
952	165	55	165	201	68	91	989	128	458
952	110	55	-	201	55	73	989	128	440
-	36	37	73	-	220	-	-	-	-
147	568	128	128	55	220	385	586	3 077	1 282
-	36	18	-	55	14	128	531	3 077	989
-	165	55	37	-	137	201	55	-	275
-	18	-	18	-	-	-	-	-	-
14	18	55	73	-	55	18	-	-	-
-	18	-	-	-	-	-	146	220	220
6 044	6 593	2 290	8 370	20 000	2 349	5 348	11 941	9 121	4 030
38 114	6 429	3 626	3 425	1 099	2 734	440	21 740	7 216	14 231
-	55	-	-	-	-	-	18	-	12 418
37	55	348	165	-	14	-	18	1 502	183
513	92	238	183	18	179	-	-	128	444
3 353	4 432	1 429	1 502	110	1 951	-	275	37	-
73	37	18	1 117	18	14	55	110	275	165
59	-	678	18	37	82	-	18	73	55
476	-	2 088	18	37	151	55	476	1 740	1 099
403	-	201	18	37	110	55	440	403	385
55	55	-	202	146	398	238	2 509	897	2 655
38 645	6 484	5 714	3 645	1 282	3 283	733	24 725	9 853	17 985
44 689	13 077	8 004	12 015	21 282	5 632	6 081	36 666	18 974	22 015
±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
9 724	3 862	3 934	6 592	22 272	2 948	6 260	12 206	8 820	18 092

Table 2 Number of taxa in each group collected at sampling station in 1986-1988.

3b		4			5			Total		
87	88	86	87	88	86	87	88	86	87	88
7	17	6	11	14	9	9	12	24	19	25
1	1	-	1	-	-	-	-	1	1	1
3	3	1	4	4	2	1	4	6	6	6
-	-	-	1	-	1	1	1	2	1	1
(11)	(21)	(7)	(17)	(18)	(12)	(11)	(17)	(33)	(27)	(34)
21	13	19	19	12	22	28	21	34	45	41
0	5	3	6	3	6	8	6	12	23	13
(21)	(18)	(22)	(25)	(15)	(28)	(36)	(27)	(46)	(68)	(54)
32	39	29	42	33	40	47	44	79	95	88
3	1	1	4	2	2	3	3	2	6	1
3	3	2	3	0	4	4	4	5	4	5
5	6	8	8	8	11	8	2	13	13	14
4	1	7	1	2	2	4	6	11	8	8
6	2	1	3	1	3	9	6	3	14	10

Tableau 3 Valeurs moyennes (et extrêmes) des indices de chacune des stations (1986-1988).

Station	1			2			3
	86	87	88	86	87	88	86
INDIVIDUS (N/M ²)	127 546 (93 791- 180 165)	13 350 (1 923- 22 033)	15 198 (8 242- 24 890)	30 549 (15 330- 40 824)	32 264 (14 670- 52 527)	16 846 (10 495- 22 912)	29 946 9 396- 54 396)
TAXONS (N)	13 (11-16)	15,6 (6-25)	10 (7-18)	17 (12-18)	14,2 (9-18)	13,6 (20-35)	24 (14-23)
TAXONS (total)	26	38	25	28	30	30	30
DIVERSITE (Shannon-Wiener)	2,0 (1,6-2,2)	2,6 (1,8-3,3)	1,7 (1,4-2,4)	1,9 (1,8-2,0)	1,4 (0,7-2,2)	1,7 (1,1-2,2)	2,8 (2,0-3,7)
EQUITABILITE (Lloyd et Ghelardi 1964)	0,5 (0,5-0,6)	0,7 (0,6-0,7)	0,5 (0,4-0,6)	0,5 (0,4-0,5)	0,4 (0,2-0,5)	0,5 (0,4-0,6)	0,6 (0,5-0,9)
DOMINANCE (Simpson 1947)	0,3 (0,3-0,4)	0,2 (0,2-0,3)	0,4 (0,3-0,5)	0,4 (0,3-0,5)	0,6 (0,3-0,8)	0,5 (0,4-0,6)	0,3 (0,1-0,4)
INDICE BIOTIQUE (Hilsenhoff 1988)	5,9 (5,8-6,0)	6,0 (5,9-6,1)	5,7 (5,0-6,0)	5,8 (6,0)	6,0 (5,4-6,0)	5,8 (6,2-6,8)	6,7 (6,2-6,8)
INDICE BIOTIQUE (Hilsenhoff 1987)	6,7 (6,1-7,3)	9,3 (8,4-9,9)	7,3 (5,8-8,5)	6,1 (5,6-6,8)	9,5 (8,9-9,9)	6,6 (6,3-7,2)	6,8 (9,6-9,9)
INDICE BIOTIQUE (Verneaux et Tuffery 1967)	3,3 (3-4)	3,8 (3-4)	3,8 (3-4)	5 (5)	3 (3)	4,4 (4-5)	3 (3)
INDICE BIOLOGIQUE GLOBAL (Verneaux 1985)	3 (2-4)	4,2 (3-6)	3,2 (3-4)	5 (5)	3 (3)	4,4 (4-5)	3 (3)
% D'OLIGOCHETES	81 (71-94)	40 (21-64)	90 (80-99)	73 (65-79)	11 (2-24)	89 (81-96)	47 (10-95)
TAXONS D'OLIGOCHETES (N)	3,3 (2-6)	2,8 (1-4)	2,6 (1-5)	4,3 (3-6)	2,2 (1-3)	3,8 (3-5)	6,5 (2-13)
% D'OLIGOCHETES SANS SOIES CAPILLAIRES	36 (32-39)	23 (0-60)	29 (0-86)	15 (14-17)	11 (0-33)	13 (2-34)	62 (25-94)
% DE TUBIFICIDAE	96 (88-100)	94 (71-100)	97 (89-100)	97 (94-100)	99 (98-100)	96 (88-100)	80 (44-100)

Table 3 Mean (and extremes) values of indices in each of the sampling stations (1986-1988).

3a		3b		4			5		
87	88	87	88	86	87	88	86	87	88
44 689 (35 769- 55 055)	13 077 (8 626- 15 549)	8 004 (3 462- 10 330)	12 015 (7 857- 19 615)	21 282 (7 527- 46 978)	5 632 (1 703- 8 846)	6 081 (1 648- 13 242)	36 666 (23 956- 48 352)	18 974 (8 791- 24 176)	22 015 (7 253- 42 198)
19 (14-23)	22,3 (17-30)	17,7 (15-21)	18,7 (14-22)	16 (12-20)	17,8 (13-24)	16,3 (9-26)	27 (16-23)	26,3 (25-29)	28,7 (22-36)
29	43	32	39	29	42	33	40	47	44
1,5 (1,3-1,7)	2,3 (2,1-2,7)	3,2 (2,9-3,5)	2,9 (2,1-3,3)	1,4 (1,0-1,8)	3,1 (2,3-3,4)	2,6 (2,3-2,8)	2,7 (2,3-3,0)	3,5 (3,0-3,8)	3,0 (1,3-4,2)
0,4 (0,3-0,4)	0,5 (0,5-0,6)	0,8 (0,7-0,8)	0,7 (0,6-0,8)	0,4 (0,2-0,4)	0,8 (0,6-0,9)	0,7 (0,6-0,7)	0,6 (0,5-0,7)	0,7 (0,6-0,8)	0,6 (0,3-0,8)
0,6 (0,5-0,6)	0,3 (0,3-0,4)	0,1 (0,1-0,2)	0,2 (0,2-0,4)	0,6 (0,5-0,8)	0,2 (0,1-0,4)	0,3 (0,2-0,4)	0,3 (0,2-0,4)	0,2 (0,1-0,2)	0,6 (0,1-0,8)
6,0 (6,0)	6,0 (6,0)	6,8 (6,0-8,3)	6,1 (5,8-6,6)	6,0 (5,8-6,2)	5,8 (5,6-6,1)	5,8 (5,4-6,0)	7,2 (6,8-7,4)	5,8 (5,7-5,9)	5,3 (4,9-6,0)
9,8 (9,6-9,9)	9,4 (9,2-9,7)	8,2 (7,1-9,3)	9,1 (8,2-9,7)	7,3 (7,2-7,5)	8,4 (7,5-9,3)	7,3 (6,8-8,0)	5,7 (5,3-6,0)	6,6 (6,5-6,8)	6,7 (6,2-6,9)
3 (3)	3,3 (3-4)	3 (2,4)	3,4 (3,4)	3 (3)	3,8 (3-4)	3,3 (3-4)	3,7 (3-4)	3 (3)	3,7 (3-4)
3,3 (3-4)	3,7 (3-5)	3 (3)	3 (2-4)	3 (3)	4 (3-6)	3,7 (2-7)	4,3 (4-5)	4 (3-5)	4,7 (4-5)
10 (7-17)	42 (28-57)	29 (10-39)	65 (45-80)	88 (80-97)	35 (10-62)	75 (60-85)	31 (15-54)	26 (4-63)	18 (3-39)
4 (3-5)	3 (2-4)	4 (4)	5,3 (3-7)	4 (4)	3,8 (3-5)	5,3 (4-7)	4,7 (4-6)	2,3 (2-3)	4,7 (1-8)
14 (0-37)	94 (89-98)	49 (12-72)	55 (43-75)	94 (90-98)	55 (30-78)	76 (64-83)	33 (20-45)	10 (0-19)	31 (15-59)
72 (44-92)	96 (91-100)	85 (81-89)	87 (67-95)	97 (96-100)	77 (36-100)	83 (69-95)	88 (84-92)	91 (82-100)	71 (42-100)

Les deux indices biotiques de HILSENHOFF ont eu des comportements différents. L'indice le plus global (HILSENHOFF, 1988b) s'avère être de peu d'intérêt, car les valeurs sont semblables d'une station à l'autre (généralement 5-6) et aucune tendance n'est discernable. L'indice de HILSENHOFF (1987) montre des tendances plus claires : en 1986, aux stations d'amont, les valeurs (6,1-6,8) sont supérieures à celle du site # 5 (5,7) et la station # 4 présente les conditions les plus dégradées (7,3). En 1987, les zones affectées par les travaux accusent toutes une dégradation importante (9,3-9,8), alors que les autres sites maintiennent leurs conditions (augmentation d'une unité). En 1988, les conditions semblent revenir aux valeurs initiales plus rapidement aux stations d'amont (6,6-7,3) qu'à celles d'aval (9,0-9,4). Les stations témoins gardent des valeurs proches des valeurs originelles.

L'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY (1967), de même que l'indice biologique global (VERNEAUX, 1983) ont des comportements difficiles à interpréter. Dans tous les cas, des conditions de dégradation sont indiquées, mais aucune tendance n'est distincte.

Les indices basés sur les Oligochètes ont eu aussi des succès variables. Les % d'Oligochètes s'accordent bien avec les coefficients précédents : des valeurs élevées dans les sites d'amont (# 1-2) et du cours principal (# 4) en 1986 indiquent des conditions particulièrement dégradées. L'année suivante, les pourcentages ont diminué partout, sauf au site-témoin # 5 où le déclin est moins accentué. En 1988, les pourcentages augmentent partout, sauf au site-témoin # 5. Les autres indices sont d'interprétation difficile. Le « pourcentage d'Oligochètes sans soies capillaires » semble, au moins dans le cas présent, relié à la taille des milieux puisqu'il est toujours plus élevé en # 3-4 qu'ailleurs. Les deux autres indices (nombre de taxons d'Oligochètes et pourcentage de *Tubificidae*) apparaissent peu interprétables.

5 - ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES

Le dendrogramme basé sur les analyses de similarité (fig. 3) met en évidence l'existence de quatre groupements. Dans la majorité des cas, les prélèvements provenant d'un même site à la même date se regroupent dans le même noyau. De plus, les conditions de 1987 sont différentes de celles de 1986 où les prélèvements se regroupent dans les noyaux d'affinité II et III ; 2 groupements nouveaux sont en effet générés, le groupement I contenant toutes les stations sauf celles du site-témoin # 5 qui se réunissent dans le nouveau noyau IV. En 1988, les prélèvements sont incorporés à nouveau à leur groupement d'origine (de 1986), indiquant la restauration des communautés initiales. Les groupements I et II peuvent être subdivisés en sous-groupes, désignés a, b et c.

La figure 4 montre la position des stations dans un espace réduit et illustre la séparation des divers groupements. Les prélèvements du site-témoin # 5

sont rassemblés au centre de la figure. Pour mettre en évidence les variations d'une année à l'autre, la figure a été décomposée en 6 éléments, chacun représentant l'évolution d'un des sites (fig. 5). Les échantillons provenant du site # 5 montrent peu d'évolution. Par contre, les prélèvements du cours principal (# 4) indiquent une dissimilarité importante en 1987, situation qui se rétablit en 1988.

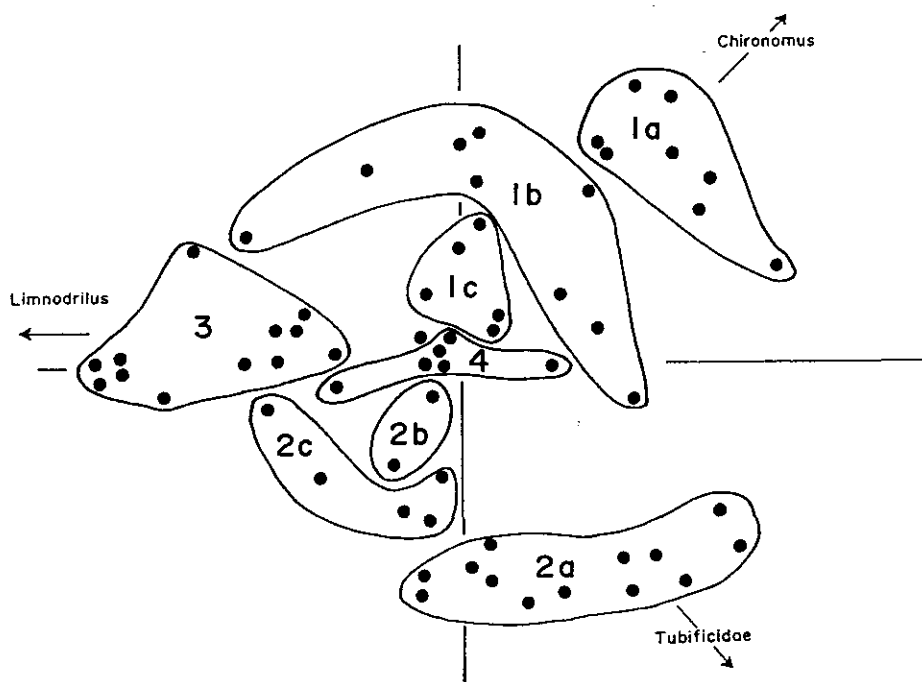


Figure 4 Ordination en espace réduit des prélèvements basée sur l'analyse des coordonnées principales. Les groupements sont les mêmes qu'au dendrogramme de la figure 3. Le pourcentage de variance expliqué par les deux premiers axes est de 27,8 %.

Ordination of samples based on a principal coordinate analysis. The groups are the same as in figure 3. The two first axes explain 27,8 % of variance.

Les stations affectées par le dragage (# 1-3) affichent toutes des changements de similarité en 1987, l'année des travaux. Il se produit par la suite un rétablissement plus ou moins complet selon les sites (plus en # 2 et 3b qu'en # 1 et 3a).

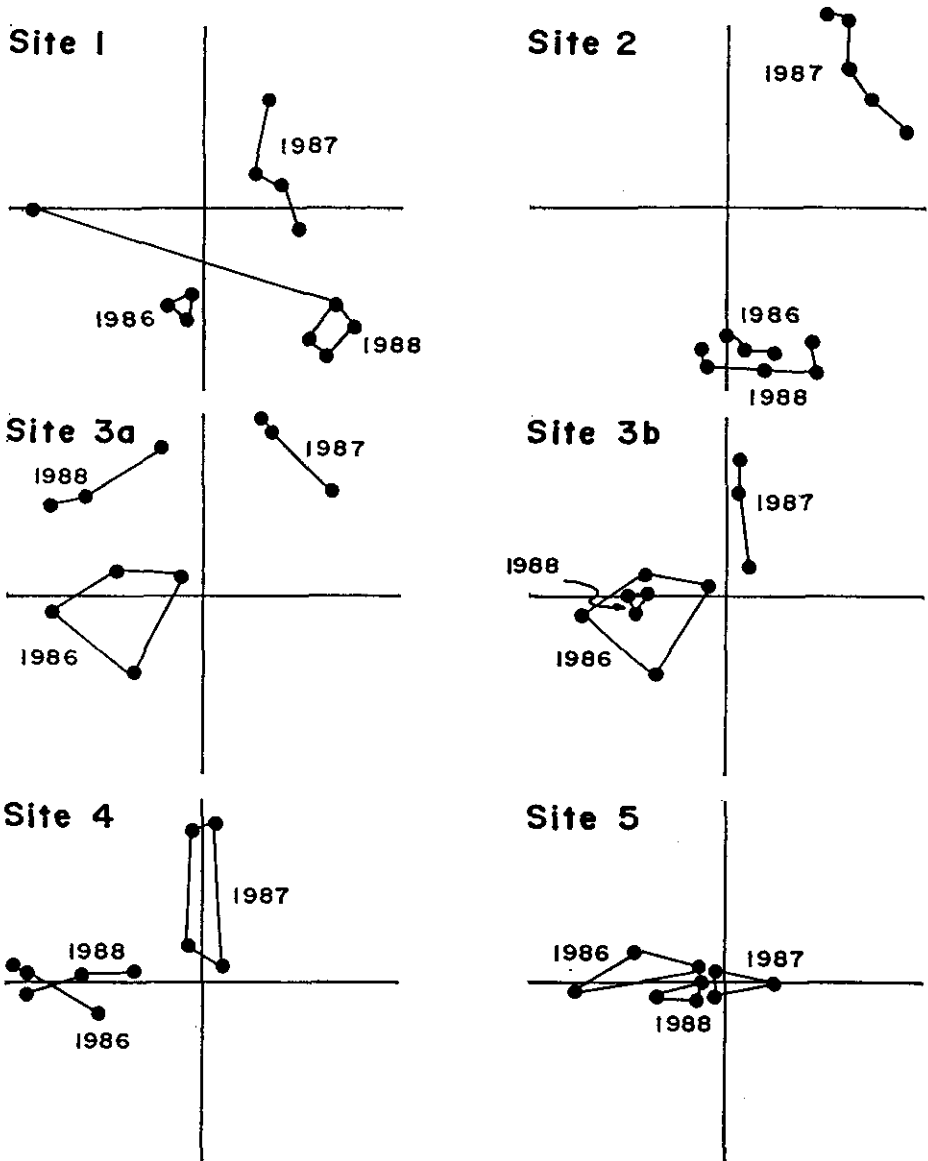


Figure 5 Décomposition de l'ordination de la figure 4 dans le but de montrer l'évolution des prélèvements de chacun des sites d'échantillonnage au cours des trois années.

Ordination on figure 4 decomposed in order to show the evolution of samples in each of the stations over the three years.

Le tableau 4 réunit quelques caractéristiques générales de chacun des noyaux. Par exemple, la présence de plusieurs prélèvements du groupement II en 1986 dans le groupement I en 1987 représente un passage de communautés à forte densité et à faible diversité vers des communautés moins abondantes, mais plus diversifiées. L'évolution de la station témoin # 5 indique une augmentation simultanée de la diversité et de la densité.

Tableau 4 Caractéristiques (et valeurs extrêmes) des groupements de dendrogramme.

Table 4 *Characteristics (and extremes) for each group of the dendrogram. The dominant taxa are listed by relative importance*

Groupement	Nombre de stations	Densité moyenne (N/M ²)	Nombre moyen de taxons	Diversité moyenne	Taxons dominants	Densité relative moyenne (%)
1a	8	36 923	16	1,414	Chironomus	74,4
		(14 670-62 527)	(12-23)	(0,731-2,166)	Cricotopus	7,7
					Tubificidae	3,6
					Glyptotendipes	2,4
					Limnodrilus	1,9
1b	9	12 741	19,7	2,701	Chironomus	33,5
		(6 154-22 033)	(15-30)	(2,066-3,269)	Limnodrilus	18,1
					Tubificidae	13,4
1c	5	4 648	14,4	3,048	Tubificidae	23,6
		(1 703-10 330)	(6-21)	(1,794-3,531)	Chironomus	14,9
					Limnodrilus	14,2
					Cricotopus	9,2
					Ceratopogonidae	4,7
2a	13	20 093	12,8	1,805	Tubificidae	69,5
		(8 242-40 824)	(7-18)	(1,106-2,990)	Limnodrilus	11,4
2b	2	43 050	27,5	2,580	Tribelos	55,2
		(37 747-48 352)	(22-33)	(2,269-2,890)	Tubificidae	9,1
					Limnodrilus	8,3
					Dubiraphia	5,1
					Dicrotendipes	4,5
2c	5	96 802	16	1,771	Limnodrilus	48,1
		(46 978-180 165)	(11-21)	(0,947-2,169)	Tubificidae	32,6
					Nematodes	10,9
3	12	11 374	17,5	2,532	Limnodrilus	44,8
		(1 648-25 769)	(9-26)	(1,412-3,661)	Chironomus	5,4
4	6	16 868	27,5	3,237	Sphaeriidae	13,5
		(7 253-42 198)	(22-36)	(1,332-4,206)	Tubificidae	9,3
					Dubiraphia	6,7
					Polypedilum	6,2
					Micropectra	4,9

En superposant au dendrogramme (fig. 3) la liste des taxons dominants qui correspondent à chacun des groupements, la dominance à l'une des extrémités (groupement I) apparaît être celle des *Chironomus*, qui sont remplacés graduellement par les *Tubificidae* à soies capillaires *Tubifex* (II) et les *Limnodrilus* (III). Le groupement IV présente une abondance moyenne des trois groupes ci-dessus, plus un ensemble de taxons particuliers.

Si l'on place ces mêmes informations sur l'ordination de la figure 4, la dominance de *Chironomus* se manifeste dans la partie supérieure droite (groupement Ia), celle des *Tubificidae* à soies capillaires dans la région inférieure (groupement IIa) à celle des *Limnodrilus* dans la région de gauche (groupement 3). Tous les autres groupements se placent par rapport à ces trois axes. Par exemple, le groupement Ib, caractérisé par la dominance conjointe de *Chironomus* et de *Limnodrilus* se situe à mi-chemin entre les groupements Ia et III ; néanmoins, certains prélèvements de ce groupement ont des densités importantes de *Tubificidae* à soies capillaires, d'où le prolongement du groupement vers le bas.

Il ne semble pas possible de discerner d'autres axes sur l'ordination, par exemple de densité ou de diversité, sauf que ces paramètres semblent, le premier augmenter du centre vers la périphérie, et le second diminuer. Il ne s'agit, bien sûr, que des conséquences de l'existence des trois axes décrits précédemment.

6 - DISCUSSION

A l'exception du site # 5, qui contient une faune de diversité moyenne, mais néanmoins indicatrice d'une qualité biologique douteuse, tous les sites font état d'une nette dégradation de leur qualité biologique. La communauté du site # 5 représente peut-être ce qui reste de plus naturel dans tous le bassin. Néanmoins, les groupes dominants sont limités aux Mollusques *Sphaeriidae*, aux *Tubificidae* (à soies capillaires), aux Coléoptères *Elmidae* et aux Diptères *Chironomidae* (*Micropsectra*, *Polypedilum*), auxquels on peut ajouter les Mégaloptères *Sialidae* ; ces groupes font partie des organismes les plus tolérants de la faune lotique (LENAT, 1984 ; ROBACK, 1974). Il faut particulièrement noter l'absence presque totale de la faune typique des cours d'eau rapides, notamment les Ephéméroptères, les Plécoptères et même les Trichoptères, à cause de la disparition de surfaces colonisables (LENAT *et al.*, 1981). On aurait pu s'attendre à la présence des espèces filtreuses, par exemple les Trichoptères *Hydropsychidae*, mais ces derniers sont très sensibles à l'envasement (BERKMAN *et al.*, 1986).

Les autres stations ont une faune appauvrie. Celle des deux sites d'amont (# 1 & 2) est très réduite, dominée par les Oligochètes, en particulier les *Tubifex* et autres *Tubificidae* à soies capillaires. Ce type de dominance est d'ailleurs caractéristique des milieux à forte pollution organique (CHUTTER,

1969 ; CLAVEL *et al.*, 1979 ; ROSILLON, 1983) ou à substrats très fins (PETRAN et KOTHE, 1978 ; DA COSTA, 1982). MATHERS (1978) a d'ailleurs noté la vulnérabilité particulière des petits cours d'eau d'amont.

Les stations plus en aval sont aussi dominées par les Oligochètes, mais il s'agit plutôt de plusieurs espèces appartenant au genre *Limnodrilus*. Des communautés benthiques similaires ont été observées en Grande-Bretagne par LADLE (1971) : les canaux étroits étaient colonisés par les *Tubifex* (64 %), alors que dans les plus importants l'étaient par *Limnodrilus* (54 %). Les densités étaient aussi du même ordre. La dominance des *Limnodrilus* dans des canaux de drainage agricole de Pologne a aussi été signalée par KASPRZAK (1980).

La faune semble donc caractéristique des ruisseaux des régions agricoles : MC CAFFERTY (1978) a observé des communautés d'invertébrés benthiques similaires dans un système du Midwest américain ; il en est de même en Nouvelle-Zélande (MARSHALL et WINTERBOURN, 1979) et en France (ECHAUBARD et NEVEU, 1975).

Aucun des deux sites-témoins ne s'est avéré idéal. Ils ont néanmoins fourni des points de référence fiables par rapport au contexte de l'étude. Cependant, les changements qui se sont produits au site # 4, qui ne pouvaient en aucune façon être reliés au curage du cours d'eau Allard-Rochon, étaient similaires à ceux qui se sont produits dans la section expérimentale et demeurent inexplicables, puisqu'ils peuvent être attribuables à une multitude d'interventions humaines dans l'amont du bassin versant.

Que ces ruisseaux soient des milieux de faible valeur pour la faune benthique n'est guère surprenant si l'on se fie aux critères de BERKMAN *et al.* (1986) pour évaluer la « qualité des habitats » ; les paramètres retenus incluent la largeur de la zone tampon le long du cours d'eau en amont et au site d'échantillonnage, la couverture végétale au-dessus de l'eau, le pourcentage du bassin qui est boisé, la nature de la végétation riparienne, et l'importance relative des particules fines dans le substrat. Toutes nos stations obtiendraient des scores minimaux sur tous ces points. Ces auteurs mesurent en fait la protection du cours d'eau contre l'érosion ; le curage n'affecterait la situation que dans la mesure où il y a diminution des particules fines dans le substrat.

Les travaux de curage transforment considérablement la faune benthique des sections creusées. Ce n'est cependant pas la « catastrophe écologique » que mentionne (PHILIPPART (1976) sans doute parce qu'il s'agit de cours d'eau déjà dragués dans le passé et donc fortement altérés au départ. On ne note pas cependant d'amélioration notable dans la structure de la communauté et la diversité n'augmente que marginalement. En effet, il y a remplacement du groupe dominant des Oligochètes par les *Chironomidae* à forte tolérance, tels que des *Chironomus* spp. En général, on considère qu'une dégradation des conditions d'un ruisseau, par exemple à la suite d'un envasement, favorise l'arrivée des *Chironomidae* qui remplacent la faune lotique inadaptée aux substrats fins (BRUSVEN et PRATHER, 1974). Dans ce cas-ci, il semble que ce soit le contraire qui se passe : le curage a réduit l'envasement et a permis le retour des *Chironomidae* qui avaient, en grande

partie, été éliminés par l'accumulation des boues organiques. Des phénomènes similaires ont été signalés par MEEHAN (1971) et CLINE *et al.* (1979).

Un des résultats les plus inattendus de notre étude a été la constatation de la rapidité avec laquelle les communautés d'origine (d'avant creusage) se réinstallent après leur délogement. Dès l'année qui suit les travaux, l'envasement est tel que les Tubificidae reprennent leur dominance. Comme les boues n'ont pas encore accumulé toute la matière organique qu'il y avait antérieurement, les densités n'atteignent pas les valeurs initiales. L'envasement reste donc le problème majeur dans ce type de milieu (LENAT, 1984). D'ailleurs, GANGBAZO et BLAIS (1987) dans une étude hydrologique du Ruisseau des Anges ont noté le dépôt rapide de la matière organique dans ce cours d'eau. Les effets du curage en aval de la zone transformée ne sont pas aussi importants qu'on aurait pu prévoir. Dans une étude expérimentale, REICE (1985) a montré que les effets immédiats pouvaient être importants, entraînant une réduction de la densité de l'ordre de 21-95 %, mais qu'après environ un mois la récupération était déjà en bonne voie. Le rétablissement des effectifs d'invertébrés est souvent complété en moins de 2 ans (MOFFETT, 1936 ; PHILIPPART, 1976).

Pour évaluer la condition biologique des cours d'eau, il existe une multitude d'indices qui tentent de caractériser les conditions de dégradation du milieu par l'étude des changements dans la composition faunistique ; malheureusement, on a encore peu étudié la corrélation entre ces indices et les variables physico-chimiques du milieu. Le choix d'un indice reste toujours problématique. Certains sont trop généraux et sont destinés à être utilisés sur une gamme étendue de conditions ; c'est le cas, par exemple des indices de VERNEAUX et TUFFERY (1967), de VERNEAUX (1983) et de HILSENHOFF (1977). D'autres sont beaucoup plus précis, tel l'indice de HILSENHOFF (1987), mais basés sur l'étude presque exclusive des insectes dans le benthos, ils doivent être utilisés de préférence sur des substrats pierreux ou graveleux où les insectes abondent. Ces indices « insectes » fonctionnent mal dans les milieux à substrats plus fins (limoneux ou vaseux) ; TOLKAMP (1985) a d'ailleurs montré que ce genre d'indice donne souvent des valeurs basses dans les cours d'eau de plaine, même si la qualité de l'eau est excellente, un phénomène aussi mis en évidence par ARMITAGE *et al.* (1983).

D'autres indices ont donc été substitués, basés sur d'autres groupes taxonomiques, tels les Mollusques ou les Oligochètes qui constituent l'essentiel du benthos des milieux lénitiques. Ces groupes posent cependant des problèmes d'identification (souvent plus économiques que techniques) et l'utilisation de ces méthodes est encore au stade expérimental.

L'utilisation de plusieurs indices apporte ainsi des informations supplémentaires, mais comme il n'y a pas nécessairement de relation linéaire entre les divers indices, la corrélation devient rapidement difficile (TOLKAMP, 1985 ; ILLIES et SCHMITZ, 1980).

Dans le cas présent, la forte réduction des insectes non Diptères (en fait non *Chironomidae*) sur la plupart des substrats diminue la fiabilité de beaucoup d'indices. Il faut chercher les indices les plus discriminants pour les milieux dégradés, tels que ceux qui seraient basés sur les *Chironomidae* et/ou

les Oligochètes. Ils nécessitent cependant une identification plus poussée qu'il n'est demandé dans ce genre d'étude, soit au genre pour les *Chironomidae* et à l'espèce pour les Oligochètes. Pour ce dernier groupe, dont les spécimens immatures ne peuvent être identifiés avec précision, l'obtention d'un indice pratique n'est pas complètement résolu, d'autant plus que la composition des communautés « poiluorésistantes » semble varier selon le type de cours d'eau (LAFONT, 1977). L'indice le plus récent, celui de LAFONT (1985), résout une partie du problème en éliminant la nécessité d'identifier en détail le groupe dominant ; cependant l'indice comprend un paramètre S (nombre d'espèces dans le milieu) qui exige l'intervention d'un spécialiste. Il faut aussi se rappeler que si les Oligochètes sont tolérants aux pollutions organiques, et en particulier aux insecticides, ils sont fortement affectés par les métaux lourds et les acides (BRINKHURST et COOK, 1974).

Aucun indice n'est donc parfait et il est impossible d'imaginer une échelle unique et sûre (WOODIWISS, 1980). Il ne reste plus à l'investigateur actuel qu'à utiliser plusieurs indices en parallèle, tout en tenant compte du fait qu'ils peuvent ne pas être compatibles (parce que leurs échelles ne se recoupent pas complètement, TOLKAMP, 1985) et qu'ils ne sont certainement pas convertibles (ILLIES et SCHMITZ, 1980), bien que certains essais de conversion aient été tentés (ROSILLON, 1982). VERNEAUX (1984) rappelle d'ailleurs qu'il faut définir la spécificité des différentes méthodologies et que les divers indices doivent être vus comme complémentaires plutôt qu'opposés. L'emploi d'indices reste toujours un outil précieux pour l'aménagement des cours d'eau (LASCOMBE et CARDOT, 1984).

En résumé, il apparaît donc que la qualité des milieux aquatiques dans le bassin versant du Ruisseau des Anges est très dégradée. Les faunes benthiques sont très simplifiées et dominées par seulement quelques groupes particulièrement résistants. Même si l'enrichissement de ces milieux mène à un accroissement potentiel de la nourriture de certains poissons, d'autres facteurs de pollution ou la perturbation du régime hydrique rendent sans doute ces biotopes impropres au développement de populations de poissons (ECHAUBARD et NEVEU, 1975). Les canalisations répétées, l'absence de mesures efficaces visant à atténuer les effets et le maintien de la pollution agricole ne laissent entrevoir aucune amélioration des conditions dans ce cours d'eau.

7 - REMERCIEMENTS

Ce projet a été élaboré par Monsieur Guy Trancia du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. Monsieur Gilles Roy du même ministère nous a prêté main forte lors de l'échantillonnage de l'automne 1986. Madame Françoise Harper a participé à l'échantillonnage sur le terrain, ainsi qu'à la réalisation des tableaux et des graphiques. Madame K. A. Coates du Royal Ontario Museum de Toronto a assuré l'identification des Oligochètes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALBASTER J.S., 1972. Suspended solids and fisheries. *Proc. R. Soc. London (B)*, 180, 395-406.
- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.*, 17, 333-347.
- BERKMAN H.E., RABENI C.F., BOYLE T.P., 1986. Biomonitors of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates. *Environ. Manag.*, 10, 413-419.
- BRINKHURST R.O., COOK D.G., 1974. Aquatic earthworms (Annelidae : Oligochaeta). In *Pollution ecology of freshwater invertebrates*, Hart C.W., Jr, Fuller S.L.H., editors, Academic Press, New York, p. 143-155.
- BRUSVEN M.A., PRATHER K.W., 1974. Influence of stream sediments on distribution of macrobenthos. *J. Entomol. Soc. British Columbia*, 71, 25-32.
- CHUTTER F.M., 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia*, 34, 57-76.
- CHUTTER F.M., 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Resour.*, 6, 19-30.
- CLAVEL L., CUINAT R., HAMON Y., ROMANEIX C., 1979. Effets des extractions de matériaux alluvionnaires sur l'environnement aquatique. Synthèse des résultats de 1974 à 1976. *Bull. Français Piscicult.*, 268, 122-154.
- CLINE L.D., SHORT R.A., WARD J.V., CARLSON C.A., 1979. The inertia and resiliency of a mountain stream to construction impact. In *Proceeding of the Mitigation Symposium*, U.S. Dept. Agric., Fort Collins, Colorado, p. 617-620.
- DA COSTA G., 1982. Essai d'évaluation des effets biologiques à long terme des redressements de cours d'eau : exemples du Rabin et de la Cuisance. CEMAGEF, Travail de fin d'études, 27 p.
- ECHAUBARD M., NEVEAU A., 1975. Perturbations qualitatives et quantitatives de la faune benthique d'un ruisseau à truites, la Couze Pavin (Puy-de-Dôme), dues aux pollutions agricoles et urbaines. *Ann. Sta. Biol. Besse-en-Chandesse*, 9, 1-24.
- ELSER A.A., 1968. Fish populations of a trout stream in relation to major habitat zones and channel alterations. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 97, 389-397.
- GANGBAZO., BLAIS Y., 1987. Qualité du Ruisseau des Anges. Rapport d'étape période du 13 août au 3 décembre 1986. Ministère de l'Environnement du Québec, 60 p.
- GANI N., 1984. Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par des métaux lourds. IV. Les Oligochètes. *Ann. Limnol.*, 20, 167-181.
- GOODNIGHT C.J., WHITLEY L.S., 1961. Oligochaetes as indicators of pollution. *Proc. 15th Indust. Waste Conf., Purdue Univ. Eng. Ext. Serv.*, 106 (45), 139-142.
- GROSS F., 1976. Les commautés d'oligo-chètes d'un ruisseau de plaine : leur utilisation comme indicateurs de pollution organique. *Ann. Limnol.*, 12, 75-87.
- HILL A., 1981. Stream phosphorus exports from watersheds with contrasting land uses in southern Ontario. *Water Res. Bull.*, 17, 627-634.
- HILSENHOFF W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Wisc. Depart. Natur. Resour. Techn. Bull.*, 100, 1-15.
- HILSENHOFF W.L., 1982. Using a biotic index to evaluate water quality in streams. *Wisc. Depart. Natur. Resour. Techn. Bull.*, 132, 1-22.
- HILSENHOFF W.L., 1988a. Seasonal correction factors for the biotic index. *Great Lakes Entomol.*, 21, 9-13.
- HILSENHOFF W.L., 1988b. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. North Amer. Benthol. Soc.*, 7, 65-68.
- ILLIES J., SCHMITZ W., 1980. Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes des Fließgewässer (Systematisch-kritische Uebersicht). *Stud. Gewässerschutz*, 5, 1-125.

- KASPRZAK K., 1980. Oligochaeta community structure and function in agricultural landscapes. In *Aquatic Oligochaete Biology*, Brinkhurst R.O., Editor, Plenum Press, New York, p. 411-431.
- LADLE M., 1971. The biology of Oligochaeta of a Dorset chalk stream. *Freshwat. Biol.*, 1, 83-97.
- LAFONT M., 1977. Les Oligochètes d'un cours d'eau montagnard pollué : le Bief rouge. *Ann. Limnol.*, 13, 157-167.
- LAFONT M., 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in fine sediments of rivers. *Hydrobiologia*, 115, 127-129.
- LAFONT M., 1985. Oligochaetes and pollution in the sediment of streams and rivers : an improved index of biological quality. Proc. 3rd. Internat. Symp. Aquat. Oligochaete Biol. (Hamburg, 29 sept. - 5 oct. 1985).
- LASCOMBE C., CARDOT D., 1984. Connaissance et cartographie de la pollution des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15, 39-45.
- LEGENDRE L., LEGENDRE P., 1979. *Ecologie numérique*. 2. La structure des données écologiques. Masson, Paris, 254 p.
- LENAT D.R., 1984. Agriculture and stream water quality : a biological evaluation of erosion practices. *Environ. Manag.*, 8, 333-344.
- LENAT D.R., PENROSE D.L., EAGLESON K.W., 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 79, 187-194.
- LLOYD M., GHELARDI R.J., 1964. A table for calculating the equitability component of species diversity. *J. Anim. Ecol.*, 33, 217-225.
- MARSHALL J.W., WINTERBOURN M.J., 1979. An ecological study of a small New Zealand stream with particular reference to the Oligochaeta. *Hydrobiologia*, 65, 199-208.
- MATHERS J.S., 1978. The effects of highway construction on Galt Creek, Ontario. Minist. Natur. Resour., Ministr. Transp. Commun., Ontario, 115 p.
- MC CAFFERTY W.P., 1978. Pre-management assessment of aquatic macroinvertebrates in a small, sedimentary drainage area of the Maumee and Lake Erie basin. *Great Lakes Entomol.*, 11, 37-43.
- MEEHAN W.R., 1971. Effects of gravel cleaning on bottom organisms in three southeast Alaska streams. *Prog. Fish. Cultur.*, 33, 107-111.
- MENZEL B.W., 1983. Agricultural management practices and the integrity of instream biological habitat. In *Agricultural management and water quality*, Schaller F.W., Bailey G.W., Editors, Iowa State University Press, Dubuque, p. 305-329.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W., Editors 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall - Hunt, Dubuque, Iowa, 722 p.
- MOFFETT J.W., 1936. A quantitative study of the bottom fauna in some Utah streams variously affected by erosion. *Bull. Univ. Utah Biol. Ser.*, 26, 1-33.
- MURPHY M.L., HAWKINS C.P., ANDERSON N.H., 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 110, 469-478.
- PARELE E., ASTAPENOK E.A., 1975. « Tubificids (Oligochaeta, Tubificidae) - indicators of water body quality ». (en russe) *Latv. PSR Zin. At. Akad. Vestn.*, 9, 44-46.
- PETRAN M., KOTHE P., 1978. Influence of bed load transport on the macrobenthos of running waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 1867-1728.
- PHILIPPART J.C., 1976. Les effets biologiques du curage mécanique et de la rectification des rivières. *Gaz. Offic. Pêche*, 553, 11-12.
- RAMADE F., COSSON R., ECHAUBARD M., LEBRAS S., MORETEAU J.C., THYBAUD E., 1984. Détection de la pollution des eaux en milieu agricole. *Bull. Ecol.*, 15, 21-37.
- REICE S.R., 1985. Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67, 90-97.
- ROBACK S.S., 1974. Insects (Arthropoda : Insecta). In *Pollution ecology of freshwater invertebrates*, Hart C.W., Fuller S.L.H., Editors, Academic Press, New York, p. 314-371.
- ROSILLON D., 1982. Etude de la pollution d'une rivière salmonicole des Ardennes belges : la Lhomme supérieure et le Serpont. Comparaison de trois méthodes biolo-

- giques. *Bull. Ann. Soc. Roy. Belg. Entomol.*, 118, 217-233.
- ROSILLON D., 1983. Etude quantitative de l'impact d'une pollution organique sur la biocénose benthique d'une rivière salmonicole : la Lhomme (Belgique). *Ann. Soc. Roy. Zool. Belg.*, 113, 19-30.
- SCHERRER B., 1984. Biostatistique. Gaétan Morin édit., Chicoutimi, Québec, 850 p.
- SIMPSON E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- ST-YVES A. 1983. L'aménagement des cours d'eau en milieu agricole. La problématique. Assainissement agricole, ministère de l'Environnement du Québec, 13 p. (polycopié).
- TOLKAMP H.H., 1985. Using several indices for biological assessment of water quality in running water. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 2281-2286.
- VAUDOR A., 1984. Le Prociel R. Département de Sciences biologiques et Centre de calcul, Université de Montréal.
- VERNEAUX J., 1983. Une nouvelle méthode pratique d'estimation de la qualité générale des cours d'eau. Un indice biologique de qualité générale (IBG). *Trav. Lab. Hydrobiol. Univ. Besançon*, 18 p.
- VERNEAUX J., 1984. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux douces. *Bull. Ecol.*, 15, 47-55.
- VERNEAUX J., TUFFERY G., 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Annal. Scient. Univ. Besançon*, 3 (Zool.), 79-90.
- WOODIWISS F.S., 1964. The biological system of stream classification used by Trent River Board. *Chem. Indust.*, 443-447.
- WOODIWISS F.S., 1980. Technical seminar – Biological Assessment Methods (Nottingham, 26 sept. – 1 oct. 1976). *Comm. Europ. Commun.*, 24 p. Report to members of working group.

APPENDICE

NEMATODES

PLATHELMINTHES

OLIGOCHETES

Aulodrilus limnobius Bretscher (5)
Chaetogaster diaphanus (Gruithuisen) (3)
Dero digitata (Muller) (2,3)
Dero nivea Aiyer (3)
Fridericia (1)
Ilyodrilus templetoni (Southern) (5)
Limnodrilus cervix Brinkhurst (1,5)
Limnodrilus claparedianus Ratzel (1, 2, 4, 5)
Limnodrilus hoffmeisteri Claparede (1, 2, 3a, 5)
Limnodrilus profundicola Verrill (2)
Limnodrilus ? tortilipenis Wetzel (1, 4)
Limnodrilus udekemianus Claparede (1, 2, 3)
Manlea (3, 5)
? Mesenchytraeus (1, 3, 4)
Nais communis Piquet (3)
Nais elinguis Mueller (4)
Nais simplex Piquet (3, 5)
Nais variabilis Piquet (2, 3)
Ophidonais serpentina (Muller) (3, 4, 5)
Pristina ? aquiseta Bourne (5)
Slavina appendiculata (d'Udekem) (1, 3, 4, 5)
Tubifex tubifex (Muller) (1, 2, 3, 4, 5)
Uncinails uncinata (Orsted) (3)
 Lumbriculidae

HIRUDINESS

Glossiphonia complanata (Linné) (3, 4, 5)
Helobdella stagnalis (Linné) (3)

CRUSTACES

Asellus (2, 3, 4)

PELECYPODES

Sphaeriidae (1, 2, 3, 4, 5)

GASTEROPODES

Amigera crista (Linné) (1)
Ferrissia (3, 4)
Gyraulus (1, 2, 3, 4, 5)
Helisoma (5)
Physa (1, 2, 3)
 Lymnaeidae (1, 2, 3, 4)

HYDRACARIENS

ODONATES

Aeshna (1)
Basiaeschna (5)
Dromogomphus spinosus Sélys (5)
Enallagma (3, 4)
Epicordulia princeps Hagen (4)
Gomphus (5)
Leucorrhinia (3, 4)

Plathemis lydia Drury (3)

PLECOPTERES

Chloroperlidae (5)

EPHEMEROPTERES

Baetis (5)
Caenis (3, 4, 5)
 Leptophlebiidae (5)

MEGALOPTERES

Sialis (3, 5)

TRICHOPTERES

Hydropsychidae
Cheumatopsyche (1, 5)
Hydropsyche (5)
 Hydroptilidae
Oxyethira (1, 5)
 Limnephilidae (1, 2, 4)
 Philopotamidae
Dolophilodes (1)
 Phryganeidae (2, 5)
Ptilostomis (5)
 Rhyacophilidae
Rhyacophila (2, 3)

LEPIDOPTERES

Pyralidae (2, 5)

COLEOPTERES

Dytiscidae
Hydroporus undulatus Say (2, 3)
Ilybius cf. biguttulus (Germar) (2, 3, 4)
 Elmidae
Dubiraphia quadrinotata (Say) (1, 4, 5)
Optioservus (1, 2, 3, 4, 5)
Stenelmis (3)
 Halplidae
Halplius (1)
Peltodytes (1)
 Hydrophilidae
Helophorus (5)
 Sphaeriidae (1)

DIPTERES

Tipulidae
Ormosia (1, 2, 5)
Pilaria (5)
Tipula (5)
 Culicidae
Culex pipiens Linné (1)
Pericoma (3)
Psychoda (3, 4)
 Ceratopogonidae (1, 2, 3, 4, 5)
 Simuliidae
Simulium (3, 5)

Chironomidae

Tanytarsini

- Cladotanytarsus (5)
- Micropsectra (1, 2, 3, 4, 5)
- Paratanytarsus (1, 2, 3, 4, 5)
- Rheotanytarsus (2, 4, 5)
- Tanytarsus (1, 2, 3, 5)

Chironomini

- Chironomus (1, 2, 3, 4, 5)
- Cladopelma (4, 5)
- Cryptochironomus (1, 2, 3, 4, 5)
- Dicortendipes (1, 3, 4, 5)
- Endochironomus subtendens (1, 2, 3)
- Glyptotendipes (1, 2, 3)
- Microtendipes pedellus (De Geer) (3, 4, 5)
- Parachironomus (4)
- Paralauterborniella (4, 5)
- Paratendipes (1, 3, 4, 5)
- Phaenopsectra (2, 4)
- Polypedilum (P.) (5)
- Polypedilum (Tripodura) (3, 4, 5)
- Stictochironomus (2, 3, 4, 5)
- Tribelos jucundus (Walker) (4, 5)

Tanypodinae

- Natarsia (3, 4)
- Procladius (Holotanypus) (1, 2, 3, 4, 5)
- Procladius (Psilotanypus) (1, 3, 4, 5)
- Psectrotanypus (3, 4)
- Tanypus (1, 3)
- Thienemannimyia gr. (2, 3, 4, 5)

Orthoclaadiinae

- ? Brilia (1, 2, 3)
- Cricotopus (1, 2, 3, 4, 5)
- Epoicladus (5)
- Eukiefferiella (3, 4)
- Georthocladus (2)
- Limnophyes (1, 2, 3)
- Orthocladus (O.) (2, 3, 4)
- Parakiefferiella (5)
- Parametriocnemus (1, 2, 3)
- Psectrocladius (5)
- Pseudosmittia (3)
- Rheocricotopus (2)
- Smittia (1, 5)

Corynoneurinae

- Corynoneura (3, 4)
- Thienemanniella (2)

Diamesinae

- Syndiamesa (1, 5)

Ptychopteridae

- Ptychoptera (5)

Tabanidae (1, 3, 5)

- ? Chrysops (5)

Stratiomyidae

- Stratiomys (1)

Empididae

- Chelifera (5)
- Hemerodromia (5)

Sciomyzidae (1)